干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

塔里木河下游生态输水对荒漠河岸林生态恢复力的影响

付爱红[1]， 程 勇[2]， 李卫红[1]， 朱成刚[1]， 陈亚鹏[1]

（1. 中国科学院新疆生态与地理研究所，荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011；
2. 新疆塔里木河流域管理局，新疆 库尔勒 841000）

摘 要：生态恢复力是指生态系统在外界干扰下通过自我调节、恢复到未受损前状态的能力，研究生态恢复力可为有效应对外界干扰对生态系统的威胁提供理论基础。基于对过去20 a近河岸荒漠河岸林植被归一化植被指数（NDVI）和气象数据的分析，研究了塔里木河下游不同河段4个时期（2001—2005年、2006—2010年、2011—2015年和2016—2019年）植被净初级生产力（NPP）的均值以及生态系统抵抗力、稳定性和恢复力状况，得到了不同时期不同河段生态系统的恢复状况。结果表明：（1）2016—2019年具有最大的NPP均值和最大值，与2006—2015年相比，生态系统恢复力较大，但略小于2001—2005年。（2）上段2011—2015年恢复力最大，中、下段2016—2019年恢复力最大，上、中和下段2006—2010年恢复力最低。（3）输水20 a后，上段生态系统的恢复状况较中、下段好。（4）生态恢复是相对于某种状态而言的，生态输水后前10 a生态恢复力较低，表明生态系统不容易恢复到未退化状态，而后10 a生态恢复力较大，说明生态系统越来越接近未退化状况，植被整体生长状况在改善。

关 键 词：生态系统恢复力；稳定性；抵抗力；荒漠河岸林；塔里木河下游

文章编号：

荒漠河岸林广泛分布在干旱区内陆河流域两岸，是荒漠环境条件下物种较为单一的森林生态系统[1]，在防风固沙、维持干旱区生态系统平衡和稳定方面具有重要作用[1-2]。塔里木河是新疆南部的重要内陆河，塔里木河流域荒漠河岸林主要由胡杨为主的乔木、柽柳为主的灌木和抗旱性较强的草本植物构成，物种组成和营养结构简单[2]。在过去几十年，随着塔里木河流域人口数量的增加和社会经济活动的加强，生产和生活用水量急剧增大，生态用水量急剧减少，致使河道断流、罗布泊和台特玛湖相继干涸，荒漠河岸林植被衰败严重，抵抗外界干扰和自我修复的能力越来越弱，从而，加重了土地的退化、沙化、病虫害等各类环境问题[1,3]。国内外学者和当地政府开始重视荒漠河岸林的健康问题，希望能在一定程度上恢复荒漠河岸林生态系统，从而维持系统的结构组成和生态稳定性，促进绿洲经济社会的可持续发展，给人类带来持久的生态服务功能和综合效益。为此，从2000年5月开始，水利部和新疆维吾尔自治区人民政府以拯救塔里木河下游"绿色走廊"为目的，实施了"塔里木河下游应急生态输水工程"，截至2020年底，已成功输水21次，累计下泄生态水达84.45×10^8 m^3。输水后河岸两侧一定范围内地下水位大幅提升[4-6]，地下水水质有所好转[5]，湿地和湖泊面积增大，河岸植物种类和数量增加，长势和覆盖度得到了一定程度的恢复[4,6]。然而，生态输水工程实施后，近河岸荒漠河岸林生态系统的恢复力状况是否得到改善，多大范围内得到改善尚不得而知，故本研究开展生态输水对荒漠河岸林生态系统恢复力的影响分析，该研究可为提出新的生态治理措施、促进荒漠河岸林的恢复提供科学依据。

生态系统恢复力是指生态系统在遭受外界干

收稿日期：2021-02-04； **修订日期：**2021-02-28
基金项目：科技部科技基础资源调查专项（2019FY100203）；新疆维吾尔自治区"天山雪松计划"科技创新领军人才项目（2020XS11）
作者简介：付爱红（1979-），女，副研究员，主要从事干旱区生态恢复研究. E-mail: fuah@ms.xjb.ac.cn
通讯作者：李卫红（1958-），女，研究员，主要从事干旱区生态水文学研究. E-mail: liwh@ms.xjb.ac.cn

扰、偏离平衡态后，所表现出的自我维持、自我调节及抵抗外界各种压力和扰动的能力，包括维持其生物组成、生态系统的结构和功能等[7-8]。在量化生态系统恢复力的过程中，以往学者使用了不同的量化方法，但均从影响生态系统恢复力的因素[9-10]或从生态系统的结构和功能角度选择1个或几个关键指标，来综合反映生态系统的恢复力[11-12]，该方法较为合理，故目前仍然被广泛应用。植被净初级生产力(Net primary production, NPP)反映自然状况下植物群落的生产力[13]。本文结合NPP的时空变化，从生态输水后塔里木河下游NPP均值、抵抗力、稳定性和最大值的变化来综合反映生态系统的恢复力状况。

1 研究区、数据与方法

1.1 研究区概况

塔里木河下游位于新疆东南部的塔克拉玛干沙漠和库鲁克沙漠之间，全长428 km；属暖温带极端干旱的大陆性气候，年均降水量仅17.40～42.00 mm，而年均蒸发潜力为2500～3000 mm；植被主要由胡杨(*Populus euphratica*)为主的乔木，多枝柽柳(*Tamarix ramosissima*)、黑刺(*Lycium ruthenicum*)等为主的灌木和芦苇(*Phragmites communis*)、大花罗布麻(*Apocynum venetum*)、疏叶骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)等为主的草本植物构成[1]。由于河道的长期断流，植被衰败严重[2]。自2000年生态输水工程实施以来，地下水位有所抬升，河岸林植被及生态环境有所恢复[2-3]。有研究发现，2000—2014年塔里木河下游植被覆盖度呈“显著增加-减少-增加-略有减少”的变化趋势[14]，2013—2018年塔里木河下游植被面积呈持续的增加趋势，其中灌木面积恢复最大。胡杨和草本距离河岸较近，沿河岸带植被恢复的区域位于距离河道1.00 km和2.50 km的范围，而在双通道输水措施和地下水位上升的影响下，沿河岸11 km范围内的灌木均呈现不同程度的增加[14-15]。整体上看，生态输水后地表植被覆盖情况有所改善。

1.2 数据来源与处理

2001—2019年植被归一化植被指数(Normalized difference vegetation index, NDVI)数据、月平均气温、降水量、光合有效辐射等气象数据来源于气候研究中心(http://www.cru.uea.ac.uk/web/cru/)。使用光能利用率CASA模型(Carnegie ames stanford approach)计算了2001—2019年塔里木河下游荒漠河岸林植被NPP。该模型考虑了植被的外在气候条件，如气温、降水和太阳辐射量等，输入的主要参数为植被的光合有效辐射(APAR)和光能利用率(ε)。此模型广泛应用于区域大尺度植被NPP的估算，被认为是目前估算精度最高的模型之一。

$$\mathrm{NPP}(x,t)=\mathrm{APAR}(x,t)\times\varepsilon(x,t) \tag{1}$$

式中：$\mathrm{NPP}(x,t)$表示在t月、x像元处植被的净第一性生产力；$\mathrm{APAR}(x,t)$表示在t月、x像元处植被的光合有效辐射；$\varepsilon(x,t)$表示在t月、x像元处植被的实际光能利用率。

1.3 研究方法

参考Li等[16]对农作物产量恢复力的评估方法，本文提出通过综合分析植被NPP的变化、稳定性、抵抗力和NPP最大值来反映生态系统的恢复力。时间上，依据过去20 a流域水资源丰枯特征和生态输水状况[7]，将2000—2019年分为4个时段(2001—2005年、2006—2010年、2011—2015年和2016—2019年)；空间上，因河道断流和生态退化均由塔里木河下游下段往上段逐渐退化，而生态输水后生态恢复则是从上段往下段逐渐恢复[4-6]，为了深入分析生态输水对各段生态系统恢复力的影响，将塔里木河下游分为3段(上段：大西海子—英苏；中段：英苏—阿拉干；下段：阿拉干—台特玛湖)来评估生态系统的恢复力状况。

1.3.1 稳定性 运用SPSS 12.0、SigmaPlot 12.0和Microsoft Excel 10.0软件分析了4个时期平均NPP的变化、NPP范围、方差和变异系数(CV)。运用Matlab软件计算并除去了NPP随气候变化的趋势。环境指标(Environmental index, EI)是每个时期多年平均除趋势NPP的多年平均值，反映整体环境变化状况下植被净初级生产力的变化。将各个时期除趋势NPP与EI进行线性拟合，获得Finaly-Wilkinson(FW)回归斜率。当某一时期具有较小的NPP范围、方差、变异系数和FW斜率时，表明该时期生态系统具有较高的稳定性。根据4个稳定性指标的平均稳定性等级对各时期的整体NPP稳定性进行排序。

1.3.2 抵抗力 NPP抵抗力是生态系统恢复力的关键指标，反映生态系统抵御外界胁迫的能力[7]。运用2种方法来度量NPP抵抗力，分别是基于频率分布的NPP降低概率和根据环境指标(EI)预测的最小NPP值。通过绘制每个时期的NPP概率密度曲

线,计算得出各个时期低NPP的概率,获得在不利生长条件下(最低EI)4个时期的最小NPP值。

1.3.3 NPP最大值 每个时期的NPP最大值(最有利条件下,即最大EI)被评估,反映有利生长条件下(最大EI)的NPP最大值,有助于反映管理差异。

2 结果与分析

2.1 NPP变化

自从2000年对塔里木河下游河道实施生态输水工程以来,生态恢复效益显著[6,17],2001—2019年河道两侧10 km范围内荒漠河岸林植被NPP呈显著增加趋势,以3 g C·m^{-2}·(10a)$^{-1}$的速度在增加,尤其是下游中、下段NPP增加显著(R^2=0.8064和0.7144)(图1)。从整个下游来看,2001—2005年、2006—2010年、2011—2015年和2016—2019年平均NPP分别为16.63 g C·m^{-2}、18.26 g C·m^{-2}、19.72 g C·m^{-2}和20.86 g C·m^{-2}。通过对4个时期之间NPP的差异性进行方差分析,发现NPP均存在显著的差异性,显著性水平小于0.001。虽然在过去19 a间NPP呈增加趋势,但期间也存在波动,2009—2011年和2015—2016年NPP明显降低(图1),前者可能与2007—2009年流域处于枯水期、输水量急剧减少有关,后者可能是因为2015—2016年输水开始于秋季、错过了当年植被生长旺季,致使NPP降低。

通过分析塔里木河下游4个不同时段平均NPP的空间变化(图2)发现,从2001—2019年NPP处在16.15~29.57 g C·m^{-2}范围的区域显著减少,与2001—2005年相比,2016—2019年减少了26.25%($F_{2,5342}$=0.77, Sig.<0.001);相反,NPP处在29.57~55.26 g C·m^{-2}范围的区域呈增加趋势,与2001—2005年相比,2011—2015年增加了162.40%($F_{2,2517}$=1.12, Sig.=0.04),2016—2019年则增加了195.63%($F_{2,2836}$=1.09, Sig.=0.10);NPP处在55.26~100.53 g C·m^{-2}范围的区域无显著的增减变化;而2016—2019年NPP处在>100.53 g C·m^{-2}范围内的区域则显著增加,与2001—2005年相比增加了98.55%($F_{2,409}$=0.59, Sig.<0.001),这种变化均主要发生在中段(英苏—阿拉干)和下段(阿拉干—台特玛湖)河岸两侧。塔里木河下游上、

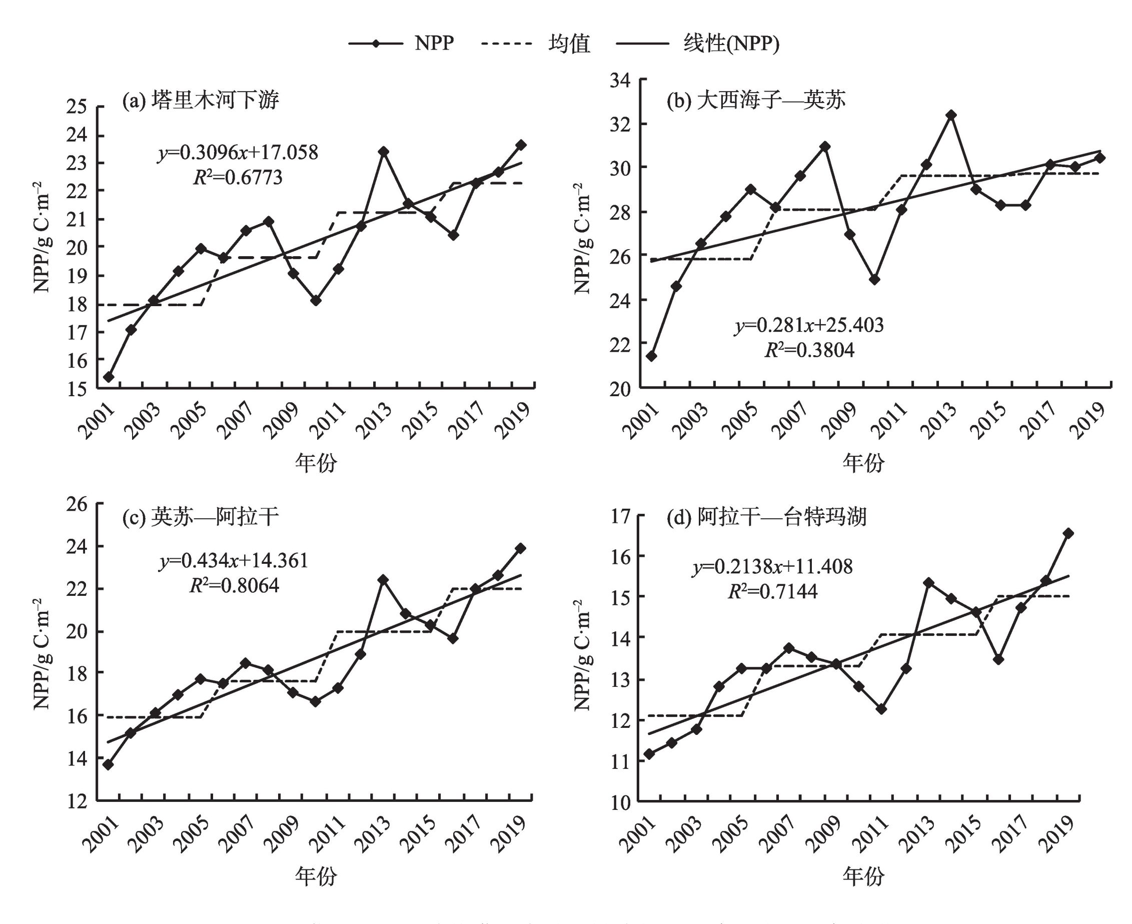


图1 塔里木河下游荒漠河岸林植被净初级生产力(NPP)年变化

Fig. 1 Annual variations of net primary production (NPP) on desert riparian forests in the lower reaches of Tarim River

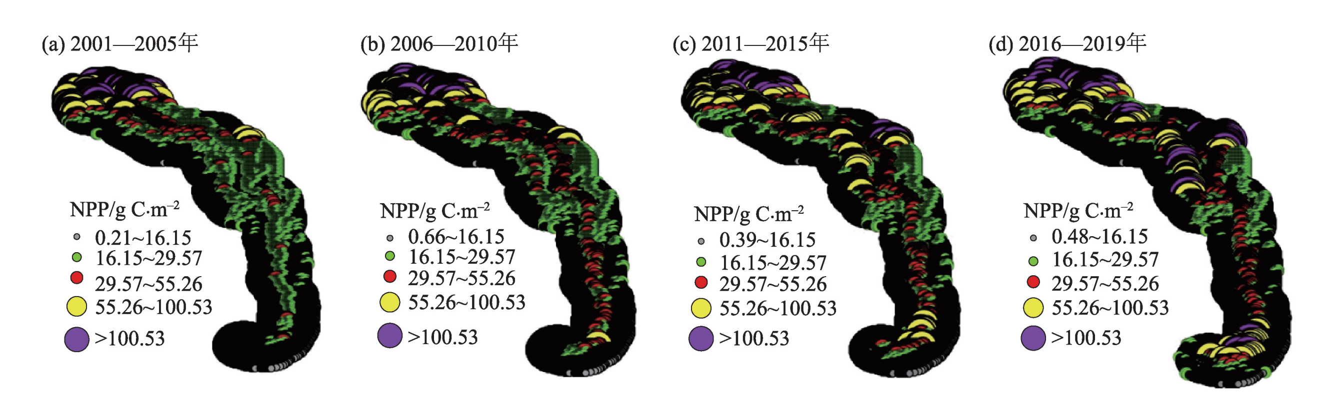


图2 塔里木河下游不同时段荒漠河岸林植被净初级生产力(NPP)空间变化

Fig. 2 Spatial variations of net primary production (NPP) on desert riparian forests in the different periods in the lower reaches of Tarim River

中和下段平均NPP分别为28.21 g C·m^{-2}、18.70 g C·m^{-2}和13.55 g C·m^{-2}。

2.2 稳定性变化

通过分析不同时段荒漠河岸林生态系统的稳定性发现，2006—2019年稳定性低于2001—2005年(表1)，2001—2005年具有最低的NPP范围和NPP方差，2016—2019年NPP范围和NPP方差则最大，这2个时段的FW斜率相差不大(表1)。对于大西海子—英苏段，2001—2005年和2011—2015年生态系统稳定性相当，其余时段稳定性较差，尤其是2016—2019年具有最大的NPP范围、变异系数和方差，稳定性最差；对于英苏—阿拉干段，2001—2005年的稳定性最好，2016—2019年同样具有最大的NPP范围、变异系数和方差，稳定性最差；对于阿拉干—台特玛湖段，2011—2019年稳定性最差。

2.3 抵抗力变化

随着生态输水工程的实施，与2001—2005年相比，2006—2010年和2011—2015年低NPP的概率显著降低，由2001—2005年的3.10%降低到2011—2015年的2.00%；高NPP的概率显著增加，由2001—2005年的1.20%增加到2011—2015年的4.38%；但与2006—2015年相比，2016—2019年低

表1 塔里木河下游不同时段荒漠河岸林净初级生产力(NPP)稳定性参数和排序

Tab. 1 NPP stability parameters and ranking of desert riparian forests in the lower reaches of Tarim River in different periods

区段	时段	NPP范围/g C·m^{-2}	变异系数(CV)	NPP方差/g C·m^{-2}	FW斜率	排序
大西海子—台特玛湖	2001—2005年	192.13(1)	0.88(2)	217.47(1)	0.06(2)	1.50
	2006—2010年	200.97(3)	0.83(1)	239.12(2)	−0.03(4)	2.50
	2011—2015年	192.90(2)	0.88(2)	305.01(3)	−0.04(3)	2.50
	2016—2019年	212.48(4)	1.00(3)	441.75(4)	0.05(1)	3.00
大西海子—英苏	2001—2005年	180.52(2)	1.00(3)	666.08(1)	0.05(2)	2.00
	2006—2010年	186.27(3)	0.93(2)	687.57(2)	−0.02(4)	2.75
	2011—2015年	180.18(1)	0.91(1)	722.11(3)	−0.04(3)	2.00
	2016—2019年	207.78(4)	1.01(4)	900.89(4)	0.04(1)	3.25
英苏—阿拉干	2001—2005年	60.99(1)	0.37(1)	34.12(1)	0.05(1)	1.00
	2006—2010年	67.96(2)	0.42(2)	54.86(2)	−0.03(3)	2.25
	2011—2015年	146.53(3)	0.66(3)	173.70(3)	−0.05(2)	2.75
	2016—2019年	163.49(4)	0.87(4)	366.95(4)	0.05(1)	3.25
阿拉干—台特玛湖	2001—2005年	39.37(1)	0.36(1)	18.70(1)	0.07(2)	1.25
	2006—2010年	58.25(2)	0.39(2)	26.78(2)	−0.06(3)	2.25
	2011—2015年	74.99(3)	0.48(3)	44.86(3)	−0.05(4)	3.25
	2016—2019年	119.53(4)	0.75(4)	127.86(4)	0.05(1)	3.25

注：括号内数字为每个区段内每列的排序序号。

表2 塔里木河下游不同时段荒漠河岸林高和低NPP的概率及NPP最大和最小值

Tab. 2 Probability of high and low NPP, minimum and maximum NPP of desert riparian forests in different periods in the lower reaches of Tarim River

区段	不同时段	低NPP的概率/%	高NPP的概率/%	NPP最小值/g C·m^{-2}	NPP最大值/g C·m^{-2}
大西海子—台特玛湖	2001—2005年	3.10	1.20	0.18	192.31
	2006—2010年	2.00	2.00	0.25	201.22
	2011—2015年	2.00	4.38	0.16	193.07
	2016—2019年	2.20	2.00	0.10	212.58
大西海子—英苏	2001—2005年	1.00	0.70	0.19	192.31
	2006—2010年	0.80	1.00	0.26	201.22
	2011—2015年	0.60	0.20	0.20	191.96
	2016—2019年	0.80	2.00	0.25	212.58
英苏—阿拉干	2001—2005年	1.80	1.00	5.63	71.57
	2006—2010年	0.80	0	6.75	77.43
	2011—2015年	1.00	1.00	6.25	156.68
	2016—2019年	2.20	1.05	5.12	175.33
阿拉干—台特玛湖	2001—2005年	1.50	1.70	0.55	48.50
	2006—2010年	1.00	0.30	1.17	60.52
	2011—2015年	0.80	2.00	0.16	82.48
	2016—2019年	1.20	2.10	0.11	130.20

NPP的概率有所增加,高NPP的概率有所降低。对于大西海子—英苏段,2001—2015年低NPP的概率逐渐减小,2016—2019年又有所回升;高NPP的概率总体呈增加趋势,但2011—2015年有所降低。对于英苏—阿拉干和阿拉干—台特玛湖段,2001—2015年低NPP的概率呈降低趋势,2016—2019年有所回升;高NPP的概率总体呈增加趋势(表2)。

与2001—2005年、2011—2015年和2016—2019年相比,2006—2010年NPP最小值最大,之后NPP最小值又开始降低(表2),说明2006—2010年荒漠河岸林生态系统抵抗力最强。2016—2019年NPP最大值最大,与2001—2005年相比增加了20.27 g C·m^{-2},说明随着生态输水工程的实施和植被生长环境的好转,2016—2019年有最大的NPP潜能。

2.4 恢复力变化

已研究发现,2006—2010年生态系统抵抗力最大,而这个时期生态输水量最低,2007—2009年连续3 a平均输水量仅0.08×10^8 m^3,使得该时期植被所遭受的干旱胁迫较其他时段强;而2010年以来随着间歇性中、大量输水,植被所遭受的干旱胁迫减弱,2016—2019年生态系统抵抗力最小。结合NPP均值、稳定性和NPP最大值3个指标,通过计算不同时段各指标数值对最大值的比率,综合分析了生态输水以来塔里木河下游生态系统的恢复力(图3)。由图3可知,从整个塔里木河下游来看,2016—2019年具有最大的NPP均值和最大值,与2006—2015年相比,生态系统恢复力较大,但略小于2001—2005年,这可能与生态输水初期地下水位显著抬升[18]、地表植被覆盖度显著增加[19]有关;从不同河段来看,上段2011—2015年恢复力最大,中、下段2016—2019年恢复力最大,上、中和下段2006—2010年恢复力最低,这可能与2006—2010年生态输水量持续偏低有关。生态恢复是相对于某种状态而言的,生态输水后前10 a生态恢复力较低,表明生态系统不容易恢复到未退化状态,而后10 a生态恢复力较大,说明生态系统越来越接近未退化状况,植被整体生长状况在改善[20–21]。基于不同河段近20 a生态系统NPP均值、稳定性、抵抗力和NPP最大值4个指标的平均比率,得出大西海子—英苏段荒漠河岸林生态系统的恢复状况相对最好,平均比率为0.90;阿拉干—台特玛湖段恢复状况相对最差,平均比率为0.63。不同河段生态恢复状况存在差异,可能与生态输水量和输水方式有关。

3 讨论

结合生态输水后荒漠河岸林植被NPP的变化,

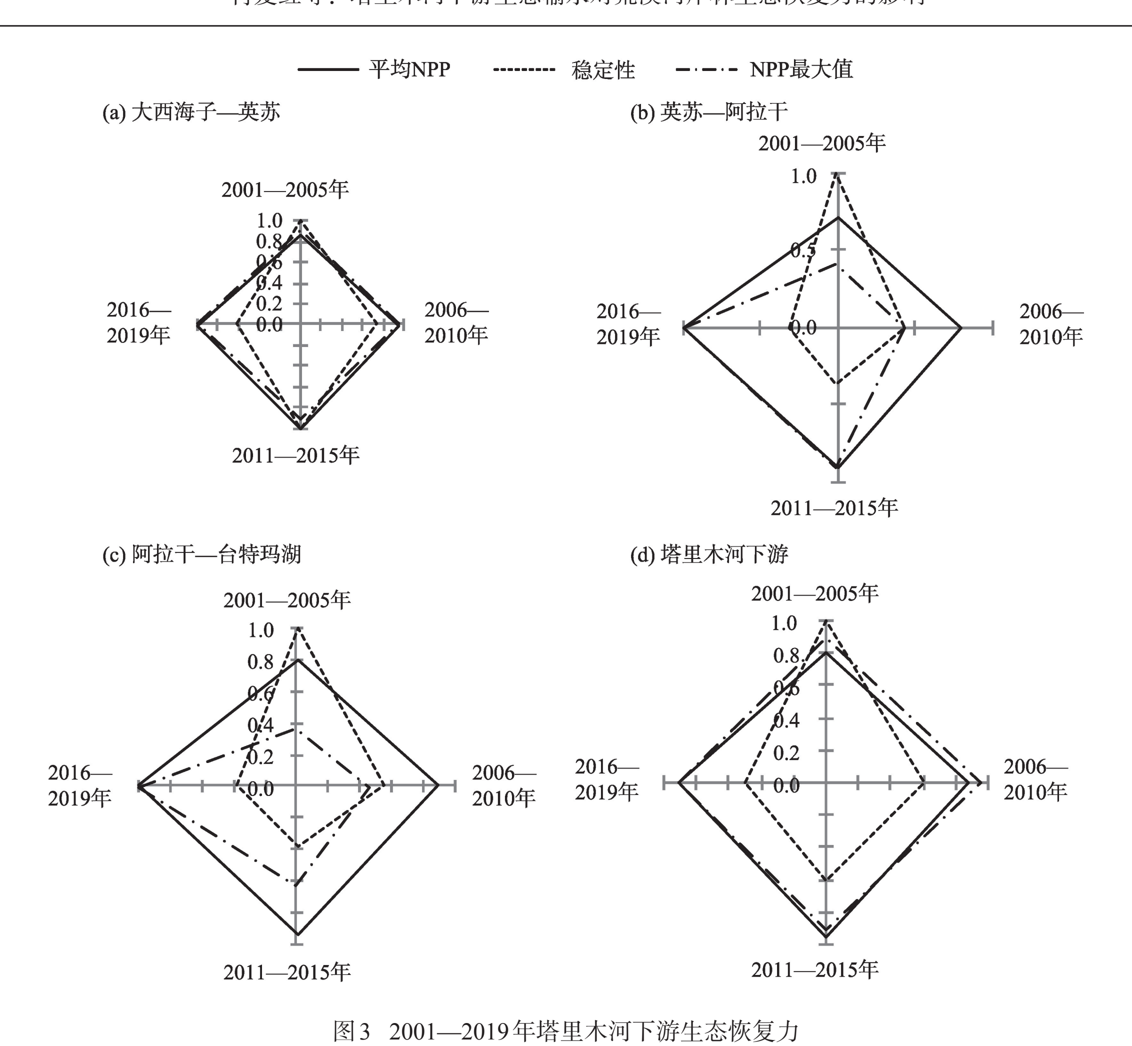


图3　2001—2019年塔里木河下游生态恢复力

Fig. 3　Ecosystem resilience in the lower reaches of Tarim River in 2001—2019

分析了生态系统的稳定性、抵抗力和恢复力，进而探讨了生态系统的恢复状况。研究发现随着生态输水的间歇性实施，生态系统在逐渐恢复，这与以往研究得出的生态输水后生态恢复效益显著[14,17]、植被覆盖情况有所改善[6,22-25]的结论如出一辙。对于塔里木河下游不同区段，廖淑敏等[17]于2019年研究发现位于下游上段的大西海子水库和下段的台特玛湖及河道附近NDVI增长显著，这可能与生态输水过程中塔里木河下游上、下段受水时间较长有关。本文研究结果略有差异，即得出下游上段NPP高于中、下段，上段生态恢复状况较中、下段好，这可能与上段受水时间较长有关。Li等[23]于2013年研究发现，生态输水后下游上段胡杨当年枝长度和叶片数量比中、下段增加显著，这也与本文的研究结论相近。

随着生态输水工程的实施，干涸几十年的河道重新出现了水流，改变了水资源供给，河岸两侧地下水埋深也得到了不同程度的抬升[22]。河岸林植被恢复是否与河道来水的增加和地下水埋深的抬升有关？通过分析该区NPP与生态输水量之间的相关关系发现，它们之间呈显著的正相关性（相关系数为0.456，显著性水平为0.05），即随着生态输水量次数的增多，NPP增加。在生态输水干扰下，随着输水次数的增多和累积输水量的增大，2016—2019年生态系统恢复状况越来越好，恢复力较高，生态系统可能转向新的状态，在这种状态下，植被覆盖度和NPP可能达到新的水平。为使荒漠河岸林尽快达到新的状态，维持其健康生存，生态输水工程还需长期实施，用以抬升河道两岸地下水位，促进地表植被恢复。建议在未来输水过程中，可以通过汊河分流，扩大荒漠河岸林植被的受水区面积，提高输水的生态效益。

4　结 论

（1）经过20 a生态输水，塔里木河下游中、下段

河道两侧10 km范围内荒漠河岸林植被NPP在29.57~55.26 g C·m^{-2}范围的区域呈增加趋势。

（2）对于大西海子—英苏段，2001—2005年和2011—2015年生态系统稳定性相当，2016—2019年稳定性最差；对于英苏—阿拉干段，2001—2005年的稳定性最好，2016—2019年稳定性最差；对于阿拉干—台特玛湖段，2011—2019年稳定性最差。

（3）2006—2010年荒漠河岸林生态系统抵抗力最强，2016—2019年抵抗力最弱。

（4）结合NPP均值、稳定性和NPP最大值3个指标，从整个塔里木河下游来看，与2006—2015年相比，2016—2019年生态系统恢复力较大；从不同河段来看，上段2011—2015年恢复力最大，中、下段2016—2019年恢复力最大，上、中和下段2006—2010年恢复力最低，这可能与2006—2010年生态输水量持续偏低有关。

（5）生态恢复是相对于某种状态而言的，生态输水后前10 a生态恢复力较低，表明生态系统不容易恢复到未退化状态，而后10 a生态恢复力较大，说明生态系统越来越接近未退化状况，植被整体生长状况在改善。

参考文献（References）

[1] 韩路, 陈家力, 王家强, 等. 塔河源荒漠河岸林群落物种组成、结构与植物区系特征[J]. 植物科学学报, 2019, 37(3): 324-336. [Han Lu, Chen Jiali, Wang Jiaqiang, et al. Species composition, community structure, and floristic characteristics of desert riparian forest community along the mainstream of the Tarim River[J]. Plant Science Journal, 2019, 37(3): 324-336.]

[2] 陈亚宁, 李卫红, 陈亚鹏, 等. 荒漠河岸林建群植物的水分利用过程分析[J]. 干旱区研究, 2018, 35(1): 130-136. [Chen Yaning, Li Weihong, Chen Yapeng, et al. Water use process of constructive plants in desert riparian forest[J]. Arid Zone Research, 2018, 35(1): 130-136.]

[3] 李卫红, 郝兴明, 覃新闻, 等. 干旱区内陆河流域荒漠河岸林群落生态过程及水文机制研究[J]. 中国沙漠, 2008, 28(6): 1113-1117. [Li Weihong, Hao Xingming, Qin Xinwen, et al. Ecological process of desert riparian forest communities and its hydrological mechanism of inland river basin in arid area[J]. Journal of Desert Research, 2008, 28(6): 1113-1117.]

[4] 陈永金, 李卫红, 陈亚宁, 等. 塔里木河流域综合治理的生态效应[J]. 中国环境科学, 2007, 27(1): 24-28. [Chen Yongjin, Li Weihong, Chen Yaning, et al. Ecological effect of synthesized governing in Tarim River valley[J]. China Environmental Science, 2007, 27(1): 24-28.]

[5] 李卫红, 陈永金, 陈亚鹏, 等. 新疆塔里木河下游生态输水对地下水位和水质的影响[J].资源科学, 2006, 28(5): 157-163. [Li Weihong, Chen Yongjin, Chen Yapeng, et al. Effects of ecological stream water transfusion on groundwater level and quality in the lower reaches of the Tarim River[J]. Resources Science, 2006, 28(5): 157-163.]

[6] Chen Y N, Zilliacus H, Li W H, et al. Ground-water lever affects plant species diversity along the lower reaches of the Tarim River, western China[J]. Journal of Arid Environments, 2006, 66: 231-246.

[7] 刘斌, 赵雅莉, 白洁, 等. 塔里木河下游流域输水工程生态效应评价研究[J]. 地理空间信息, 2020, 18(3): 112-117. [Liu Bin, Zhao Yali, Bai Jie, et al. Study on ecological effect evaluation of water conveyance project in the lower reaches of the Tarim River[J]. Geospatial Information, 2020, 18(3): 112-117.]

[8] 李均力, 肖昊, 沈占锋, 等. 2013—2018年塔里木河下游植被动态变化及其对生态输水的响应[J]. 干旱区研究, 2020, 37(4): 985-992. [Li Junli, Xiao Hao, Shen Zhanfeng, et al. Vegetation changes during the 2013—2018 period and its response to ecological water transport in the lower reaches of the Tarim River[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(4): 985-992.]

[9] Yan H M, Zhan J Y, Zhang T. Resilience of forest ecosystems and its influencing factors[J]. Procedia Environmental Sciences, 2011, 10: 2201-2206.

[10] Chethika A C, Mikami Y, Matsuda Y, et al. Ecosystem service-based composite indicator for assessing community resilience to floods[J]. Environmental Development, 2018, 27: 34-46.

[11] Frazier A E, Renschler C S, Miles S B. Evaluating post-disaster ecosystem resilience using MODIS GPP data[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2013, 21: 43-52.

[12] Ponce C G E, Susan M M, Huete A, et al. Ecosystem resilience despite large-scale altered hydroclimatic conditions[J]. Nature, 2013, 494: 349-353.

[13] Song J, Ru J Y, Zheng M M, et al. A global database of plant production and carbon exchange from global change manipulative experiments[J]. Scientific Data, 2020, 7: 323, doi: 10.1038/s41597-020-00661-5.

[14] 袁毛宁, 刘焱序, 王曼, 等. 基于"活力-组织力-恢复力-贡献力"框架的广州市生态系统健康评估[J]. 生态学杂志, 2019, 38(4): 1249-1257. [Yuan Maoning, Liu Yanxu, Wang Man, et al. Ecosystem health assessment based on the framework of vigor, organization, resilience and contribution in Guangzhou City[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(4): 1249-1257.]

[15] 顾康康. 生态承载力的概念及其研究方法[J]. 生态环境学报, 2012, 12(2): 389-396. [Gu Kangkang. Concepts and assessment methods of ecological carrying capacity[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 12(2): 389-396.]

[16] Li M, Peterson C A, Tautges N E, et al. Yields and resilience outcomes of organic, cover crop, and conventional practices in a Med-

iterranean climate[J]. Scientific Reports, 2019, 9: 12283, doi: 10.1038/s41598-019-48747-4.

[17] 廖淑敏, 薛联青, 陈佳澄, 等. 塔里木河生态输水的累积生态响应[J]. 水资源保护, 2019, 35(5): 120-126. [Liao Shumin, Xue Lianqing, Chen Jiacheng, et al. Cumulative ecological response of ecological water transmission in the Tarim River[J]. Water Resources Protection, 2019, 35(5): 120-126.]

[18] 朱成刚, 艾克热木·阿布拉, 李卫红, 等. 塔里木河下游生态输水条件下胡杨林生态系统恢复研究[J/OL]. 干旱区地理. [2021-03-29]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/65.1103.X.20210328.1831.008.html. [Zhu Chenggang, Aikeremu Abula, Li Weihong, et al. Ecosystem restoration of *Populus euphratica* forest under the ecological water conveyance in the lower reaches of Tarim River[J/OL]. Arid Land Geography. [2021-03-29]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/65.1103.X.20210328.1831.008.html.]

[19] 李玉朋, 陈亚宁, 叶朝霞, 等. 塔里木河下游输水20 a的生态响应[J/OL]. 干旱区地理. [2021-03-29]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/65.1103.X.20210328.1831.010.html. [Li Yupeng, Chen Yaning, Ye Zhaoxia, et al. Ecological responses of ecological water conveyance in the lower reaches of Tarim River for the 20 years[J/OL]. Arid Land Geography. [2021-03-29]. https://kns.cnki.net/kcms/detail/65.1103.X.20210328.1831.010.html.]

[20] 杨庚, 曹银贵, 罗古拜, 等. 生态系统恢复力评价研究进展[J]. 浙江农业科学, 2019, 60(3): 508-513. [Yang Geng, Cao Yingui, Luo Gubai, et al. Research progress of ecosystem resilience assessment[J]. Zhejiang Agricultural Science, 2019, 60(3): 508-513.]

[21] 黎静, 关问文. 生态系统的抵抗力稳定性与恢复力稳定性的辩证关系[J]. 中学生物教学, 2014(5): 47-49. [Li Jing, Guan Wenwen. The dialectical relationship between the stability of ecosystem resistance and the stability of resilience[J]. Biology Teaching in Secondary Schools, 2014(5): 47-49.]

[22] 李卫红, 陈永金, 陈亚鹏, 等. 新疆塔里木河下游生态输水对地下水位和水质的影响[J]. 资源科学, 2006, 28(5): 157-163. [Li Weihong, Chen Yongjin, Chen Yapeng, et al. Effects of ecological stream water transfusion on groundwater level and quality in the lower reaches of the Tarim River[J]. Resources Science, 2006, 28(5): 157-163.]

[23] Li W H, Zhou H H, Fu A H, et al. Ecological response and hydrological mechanism of desert riparian forest in inland river, northwest of China[J]. Ecohydrology, 2013, 6(6): 949-955.

[24] 李丽君, 张小清, 陈长清, 等. 近20 a塔里木河下游输水对生态环境的影响[J]. 干旱区地理, 2018, 41(3): 238-247. [Li Lijun, Zhang Xiaoqing, Chen Changqing, et al. Ecological effects of water conveyance on the lower reaches of the Tarim River in recent twenty years[J]. Arid Land Geography, 2018, 41(3): 238-247.]

[25] 张鹏飞, 古丽·加帕尔, 包安明, 等. 塔里木河流域近期综合治理工程生态成效评估[J]. 干旱区地理, 2017, 40(1): 156-164. [Zhang Pengfei, Guli Jiapaer, Bao Anming, et al. Ecological effects evaluation for short term planning of the Tarim River[J]. Arid Land Geography, 2017, 40(1): 156-164.]

Effects of ecological water conveyance on ecological resilience of desert riparian forests in the lower reaches of Tarim River

FU Aihong[1], CHENG Yong[2], LI Weihong[1], ZHU Chenggang[1], CHEN Yapeng[1]

(1. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 2. Xinjiang Tarim River Basin Authority, Korla 841000, Xinjiang, China)

Abstract: The Tarim River is an important inland river with simple species composition and nutrient structure in southern Xinjiang, China. In the past few decades, with the intensification of human activities, the intensity of the water resources development and use has increased, seriously squeezing the ecological water consumption. As a consequence, the river stopped flowing and the vegetation of the desert riparian forests in the lower reaches of Tarim River decayed. To save the seriously declining desert riparian forests, an ecological water conveyance project has been carried out in the lower reaches of Tarim River since 2000. However, the status of ecosystem resilience after water conveyance has not been deeply and systematically studied yet. Ecological resilience refers to the ability of an ecosystem to restore itself to its pre-damaged state through self-regulation under external disturbance. This study provides a theoretical basis for effectively dealing with the threat of external disturbance to the ecosystem. Based on the normalized difference vegetation index (NDVI) and meteorological factors data in the past 20 years, the net primary productivity (NPP) of vegetation was calculated using the Carnegie Ames Stanford Approach model. The mean value, ecosystem resistance, stability, and resilience for the NPP of vegetation in four periods (2001—2005, 2006—2010, 2011—2015, and 2016—2019) in the lower reaches of the Tarim River were studied and the ecosystem restoration status in different river sections and distinct periods was obtained. The ecosystem stability was reflected by analyzing the average NPP change, NPP range, variance, and coefficient of variation in the four periods. Smaller NPP range, variance, coefficient of variation, and FW slope in a certain period led to higher stability of the ecosystem. The ecosystem resistance was comprehensively reflected on the probability analysis of the NPP reduction based on frequency distribution and the prediction of minimum NPP based on the environmental index (EI). A larger NPP mean, stability, resistance, and maximum NPP are related to greater ecosystem resilience. The results revealed that: (1) in 2016—2019, the NPP exhibited the maximum mean and maximum value and the ecosystem recovery ability was larger compared with that of 2006—2015, but slightly smaller compared with that of 2001—2005. This behavior is probably related to the significant rise of groundwater depth and the increase of surface vegetation cover in the early stage of ecological water conveyance. (2) The resilience was the greatest for the upper section in 2011—2015 and middle and lower sections in 2016—2019. The lowest resilience for the upper, middle, and lower sections was observed in 2006—2010, which is probably related to the persistently low ecological water delivery in 2006—2010. (3) After 20 years of ecological water conveyance, the restoration of the ecosystem upper segment was better than that of the middle and lower segments. (4) The ecological restoration was related to a certain state, and the ecological resilience of the first 10 years after ecological water conveyance was relatively low, demonstrating the difficulty to restore the ecosystem to the non-degraded state, while the ecological resilience of the last 10 years was relatively high, indicating that the ecosystem is getting closer to the undegraded condition. Moreover, the overall vegetation growth is improving, suggesting that the area of receiving water in the desert riparian forest could be enlarged and the ecological benefit of water conveyance could be improved by branching the braided river in the future.

Key words: ecosystem resilience; stability; resistance; desert riparian forests; the lower reaches of Tarim River